

УДК 628.161.2

**ВИКОРИСТАННЯ БІОХІМІЧНОГО МЕТОДУ В СУЧАСНИХ ТЕХНОЛОГІЯХ
ВОДООЧИЩЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД (ОГЛЯД)****О.М. Квартенко**

Національний університет водного господарства та природокористування

e-mail: as-755@rambler.ru

Метою роботи є проведення огляду сучасних технологій, що базуються на біохімічному методі очищення підземних вод, а також визначенням його переваг у порівнянні з традиційними технологіями; показ перспективності використання даного методу в сучасному світі; огляд шляхів інтенсифікації біохімічного методу очищення підземних вод. Відзначено, що в сучасних умовах актуальним завданням інтенсифікації роботи існуючих станцій знезалізнєння або тих, що проектуються, є переведення їх із екстенсивних технологій до технологій, які забезпечують високу швидкість окиснення сполук заліза, ведуть до зменшення обсягів промивних вод, збільшення тривалості фільтроциклу, покращення умов експлуатації, зменшення капітальних та експлуатаційних витрат. Керуючись результатами досвіду використання даного методу в сучасному світі, встановлено, що він є одним із можливих напрямків інтенсифікації роботи станцій знезалізнєння. Подано деякі технологічні схеми, їх основні технологічні параметри.

Вказано оптимальні межі розвитку залізобактерій, структури їхніх капсул. На підставі огляду досліджень показана різниця між структурою та фізико-хімічними властивостями осаду, що утворюється в результаті використання традиційних фізико-хімічних методів і біологічного методу знезалізнєння. Подано розроблені автором технології та вказана їхня відмінність від існуючих. Визначено основні відмінності між біологічними й традиційними фізико-хімічними методами знезалізнєння.

Ключові слова: біологічний метод знезалізнєння, залізобактерії, біомінерали.

Вступ

Знезалізнєння води для систем питного водопостачання використовується у світі із кінця 19 сторіччя. Перші станції знезалізнєння були побудовані в Німеччині, у Галлі (1868 р.), у Шарлоттенбурзі (1874 р.), а вже в 1910 році тільки в Німеччині та Голландії їх було вже близько 130. За майже 150 років існування технології знезалізнєння води було запропоновано та впроваджено велику кількість методів видалення заліза, які в цілому можуть бути класифіковані як реагентні, безреагентні, біохімічні [1,2,3,5,6]. Вибір того чи іншого методу залежить від параметрів якості вихідної води, форм існування заліза, мікробіологічного аналізу, продуктивності станції, технологічних випробувань [4,6]. Найбільшого розповсюдження серед безреагентних методів у світі знайшли методи глибокої та спрощеної аерації [2, 4, 5, 6].

Метод глибокої аерації залізовмісних підземних вод передбачає аерування води на вентиляторних або контактних градириях із закінченням процесу окиснення заліза у вільному об'ємі контактних резервуарів і наступному розділі фаз на швидких фільтрах [1,2,4,6]. Метод застосовується при наявності у вихідній воді великої кількості заліза, а також присутності гумінових кислот, комплексоутворюючих агентів, які значно зменшують швидкість окиснення заліза [1, 6].

Суттєвим недоліком методу глибокої аерації є присутність у схемі контактних резервуарів, градирень і насосів підкачки, що значно збільшує капітальні та експлуатаційні витрати, а також ускладнює експлуатацію обладнання. Крім цього, основна маса пластівців затримується в перших шарах фільтруючого завантаження, товщиною 5-15 см, та на його поверхні, що забезпечує зростання витрат напорів й необхідність промивки фільтрів [3].

Метод спрощеної аерації – вода, збагачена киснем повітря, відразу ж направляється на фільтри, де з часом, в результаті адсорбції йонів закисного заліза та молекулярного кисню на поверхні зерен фільтруючого завантаження утворюється каталітична плівка, на якій у подальшому відбувається сорбція та окиснення заліза [1,2,4,5,6]. Метод має відповідні обмеження як за якістю вихідної води ($\text{Fe}^{2+} < 10 \text{ мг/дм}^3$; $\text{H}_2\text{S} < 0,5 \text{ мг/дм}^3$; $\text{pH} \geq 6,7$; перманганатної окисності не більш ніж 5 мгО/дм^3), так і за швидким приростом втрат напору шляхом утворення в міжпоровому просторі завантаження структур у вигляді пухких пластівців гідроокису заліза, які мають у своїй структурі велику кількість молекул води.

Біохімічний метод. У багатьох країнах світу за декілька останніх десятиріч біохімічний метод видалення із підземних вод розчинних сполук Fe (II) та Mn (II) став досить популярним (Сафонов М.А., 1984; Czekalla, 1985; Seppanen, 1991; Mouchet., 1992; Пейчев, 1988; Bourguine, 1994; Квартенко О.М., 1997; Тамура та ін., 1999; Менча М.Н., 2000; Гейдж та ін., 2001; Седлухо Ю.П., 2006; Журба М.Г., 2006; Говоров О.Б., 2007; Пачіні та ін., 2005; Фуджікава та ін., 2008; Букреева В.Ю., 2010).

Постановка задачі. Проаналізувавши відомі безреагентні методи знезалізнення води, можна зробити висновок про їх екстенсивність, енергоємність, значні капітальні та експлуатаційні витрати, складності в експлуатації. У сучасних умовах технології водоочищення повинні мати енерго- та ресурсозберігаючі властивості, бути помірно капіталоемними, надійними та легкими в експлуатації. Тому розробка й впровадження нових технологій на базі біохімічного методу очищення є досить актуальним завданням сьогодення.

Аналіз останніх досліджень

У сучасних умовах актуальним завданням інтенсифікації роботи існуючих станцій знезалізнення або тих, що проектуються, є переведення їх із екстенсивних технологій до технологій, які забезпечують високу швидкість окиснення сполук заліза, зменшення об'ємів промивних вод, збільшення тривалості фільтроциклу, покращення умов експлуатації, зменшення капітальних та експлуатаційних витрат. Одними із напрямків вирішення цього завдання є розроблені на кафедрі ВВБС (НУВГП) під керівництвом професора Орлова В.О. та впроваджені на багатьох станціях методи знезалізнення на пінополістирольних фільтрах із зростаючим шаром завислого осаду та контактного знезалізнення [3,4,5,18]. Метод знезалізнення на пінополістирольних фільтрах із зростаючим шаром завислого осаду має ряд переваг перед звичайним методом спрощеної аерації-фільтрування на фільтрах із важким завантаженням. По-перше, розширюється діапазон застосування методу спрощеної аерації до 15 мг/дм^3 йонів заліза. По-друге, зменшується навантаження на пінополістирольні фільтри. По-третє, при підвищенні швидкості гідролізу Fe^{3+} та наявності дисперсної фази з великою площею контактної поверхні пришвидшується реакція окиснення. Автокаталітичне окиснення заліза в шарі завислого осаду дозволяє швидко перевести значну кількість розчиненого заліза в нерозчинне, а потім в результаті контактної коагуляції, виділити його з води в нижній зоні завислого осаду [3, 4, 18, 19, 20].

Іншим можливим напрямком інтенсифікації роботи станцій знезалізнення є застосування біохімічного методу окиснення, використання якого стало можливим завдяки широкому розповсюдженню залізобактерій у підземних водах у різних регіонах світу [6-9,11-17,21-24,36]. Так Г. Кітнер підкреслює присутність залізобактерій у промивних водах 14 станцій знезалізнення із 15 досліджуваних [7]. Дослідження підземних вод Рівненської, Волинської, Київської, Черкаської областей України, проведені М.А. Сафоновим (з 1961 по 1999 р.) та О.М. Квартенко (з 1987 по 2015 р.) показали присутність різних родів залізобактерій, які містяться у водах з концентрацією заліза від 3 до 30 мг/дм^3 [8, 12, 40, 50].

У роботі Г. Кітнера [7] наведені результати досліджень, які підтверджують якісний вплив розвитку залізобактерій у товщі фільтруючого завантаження. У дві однакові моделі фільтрів було завантажено пісок, попередньо оброблений в автоклавах, із фільтрів водоочисної станції Друден-Бішатц. На одну модель надходила вода, очищена від залізобактерій на поролітовому

фільтри, на інший – нефільтрована вода із свердловини. Концентрація заліза у вихідній воді становила $7,0 \text{ мг/дм}^3$. Вміст заліза у фільтраті «стерильного» фільтру – $2,4 \text{ мг/дм}^3$, тоді як після фільтру, до якого надходила вода, не очищена від залізобактерій – $0,6 \text{ мг/дм}^3$.

Перші дані щодо можливості використання залізобактерій на водоочисних станціях наведені Танімото (1952 р.), який описав процес видалення Fe (II) на повільних піщаних фільтрах у м. Tadotsuco, Кагава, Японія [25]. У Німеччині з 70-х років активно велися дослідження щодо впливу залізобактерій на ефективність процесу знезалізнення [27, 28].

Перші сучасні системи біологічного знезалізнення з використанням швидких піщаних фільтрів в Європі були розроблені та впроваджені у Франції у 80-х роках ХХ сторіччя [11]. Перша із таких станцій була побудована в Ельзасі [29], пізніше цей метод був впроваджений на очисних станціях більше ніж у 100 населених пунктах із продуктивністю від 20 до $2200 \text{ м}^3/\text{год}$.

Наприкінці 1987 року фірмою «Дегремон» у столиці Того була впроваджена в експлуатацію перша в Африці станція біологічного знезалізнення продуктивністю $2200 \text{ м}^3/\text{год}$ [11]. Основні параметри якості вихідної води складалі: $t=30^\circ\text{C}$; $\text{pH } 6,15\ldots 6,5$; $C_{\text{Fe}} = 0,75 \ldots 1,1 \text{ мг/дм}^3$; $\text{CO}_2^{\text{вільне}} = 75\ldots 150 \text{ мг/дм}^3$. Технологічна схема станції наведена на рис.1. Блок аерації представляв собою каскадний водозлив, із перепадом висот 1,5 м, обладнаний системою байпаса, для можливості коригування концентрації розчинного кисню в системі. Фільтрувальний зал складається із чотирьох гравітаційних піщаних фільтрів, площею $24,5 \text{ м}^2$ кожний, оснащених системою гідроавтоматичної промивки. Висота фільтруючого завантаження 1,4 м, швидкість фільтрування - 22-23 м/год [11].

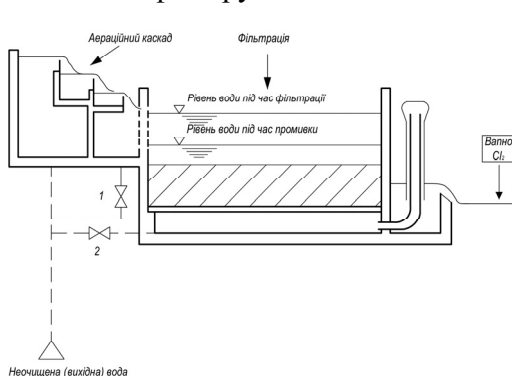


Рис.1. Схема станції біологічного знезалізнення у Ломе, Того [11]: 1 – лінія байпасу вихідної води, для коригування рН та концентрації розчиненого кисню на вході у фільтр; 2 – лінія подачі вихідної води для промивки.

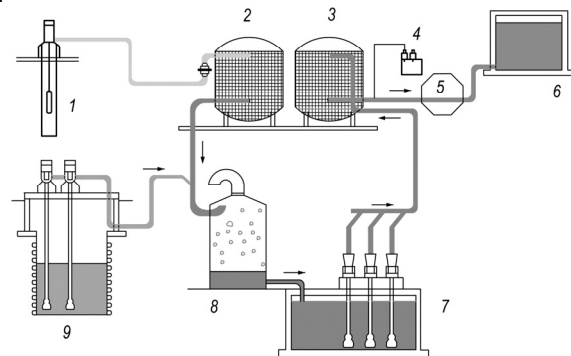


Рис.2. Технологічна схема станції знезалізнення м. Ватерлоо, продуктивністю $172 \text{ м}^3/\text{год}$ [30]: 1,9 - свердловини; 2 – напірний фільтр I-го ступеня, для видалення заліза; 3 – напірний фільтр II – го ступеня для видалення мангану; 4 – блок знезараження; 6 – РЧВ; 7 – насоси підкачки та подачі промивної води; 8 – проміжна аераційна колона, для коригування величин рН та концентрації розчинного кисню перед фільтрами II – го ступеня.

У середині 90-х років фірмою «Дегремон» у Канаді було впроваджено метод біологічного очищення підземних вод від йонів заліза та мангану в системах водопостачання міст Вудсток, Ватерлоо в провінції Квебек [30] та ін. Присутність у воді, на якій базується система водопостачання м. Ватерлоо, заліза ($0,6\ldots 1,7 \text{ мг/дм}^3$) та мангану ($0,26\ldots 0,45 \text{ мг/дм}^3$) спонукала розробників технології застосувати двоступеневу систему очищення на напірних фільтрах (рис.2). Згідно даних, [30], станція досягла максимальної ефективності через 15 тижнів після вводу в експлуатацію. Зворотна промивка – 1 раз через кожні 2-3 тижні.

У Бельгії в 1995 році були проведені успішні дослідження вирощування Mn – окиснюючих бактерій на піщаному завантаженні біофільтрів [31].

Перші станції біологічного знезалізнєння в Англії та США були змонтовані відповідно у 1987 та 1996 роках [34, 39].

В Японії перша станція за методом біологічного знезалізнєння, продуктивністю 11100 м³/добу, була побудована в 1993 році в м. Йоо на півдні префектури Кіото [13]. Технологічна схема складалася із системи аерації, гравітаційних фільтрів із двошаровим (антрацит-пісок) завантаженням, блоку знезараження. Концентрація кисню в системі знаходилася в межах 5...7 мг/дм³, швидкість фільтрування - 3 м/год. Промивка фільтрів відбувалася один раз у два тижні. В м. Yamato-Koriyama, префектура Нара, в 2001 році була побудована станція біологічного знезалізнєння в складі біореактора із завантаженням із поліефірного волокна та швидких піщаних фільтрів із швидкістю фільтрування 15 м/год [26].

У період з 2001 по 2007 роки на п'яти об'єктах М.Г. Журбою та О.Б. Говоровим були проведені дослідження знезалізнєння підземних вод на біореакторах зі стуминно-вакуумною ежекцією повітря, контактним завантаженням із гранул пінополістиролу, редоксиду, волокон. У технологічну схему станцій, параметри якості води наведені в таблиці 1, входили також фільтри із плаваючим фільтруючим завантаженням типу ФПЗ-1 [16]. Робота біореакторів цього типу ґрунтується на наступних фізико-хімічних і біохімічних процесах: 1- утворення вакууму по всьому поперечному перетину біореактору, для забезпечення максимального притоку повітря ззовні; 2- масообмін повітря із вихідною водою; 3 – струминна та плівкова дегазація води; 4 – часткове знезалізнєння та деманганація води в товщі контактного завантаження біореактора [16]. За результатами експериментів, проведених на цих станціях, встановлені тривалості фільтроциклів для біореакторів (5 -7 діб) та фільтрів (24-48 годин), а також необхідна інтенсивність промивки неоднорідного завантаження біореакторів (≥ 35 дм³/(с·м²), тривалістю не менше 5 хвилин. Ефективність знезалізнєння води в біореакторі після 30 годин роботи становила 78-88% [16, 32]. Швидкість фільтрування в біореакторах і на фільтрах підтримувалася відповідно в межах 15 - 25 м/год та 5-7м/год [32].

У 2013 році у Південній Африці була спроектована та впроваджена в експлуатацію перша в цій країні станція біологічного фільтрування слабкокислих – кислих (рН 4,5-6,0) підземних вод із високим вмістом заліза (від 2 до 10 мг/дм³) та мангану (від 0,5 до 5,0 мг/дм³). Водоочисна станція «Preekstoel» призначена для очищення підземних вод, які розглядалися як альтернативне джерело додаткового живлення питною водою міста Hermanus в період засухи або в курортний сезон [33]. Технологічна схема водоочисної станції (рис.3) складається з витратоміру, аераторів каскадного типу з байпасною лінією, яка контролює інтенсивність аерації та вміст розчинного кисню у воді, піщаних швидких фільтрів першого ступеня, для розвитку залізобактерій, каскадного аератору та фільтрів другого ступеня для деманганації води Mn окиснюючими бактеріями.

Для коригування величини рН води схема обладнана автоматичною системою дозування розчину NaOH до аераторів. Вбудовані рН-метри за блоками аерації регулюють витрату насосів-дозаторів. Фільтрат проходить через систему знезараження та стабілізаційної обробки розчином вапна. Фільтри були розраховані на швидкість фільтрування 18 м/год, але при збільшенні концентрації заліза у водоносних горизонтах до 30 мг/дм³ швидкість фільтрування була зменшена вдвічі. Середній діапазон концентрацій розчинного кисню складав до 1,0-2,0 мг/дм³ перед фільтрами першого ступеня та до 5,0-6,0 мг/дм³ перед фільтрами другого ступеня. Досвід від періоду, коли станція не працювала упродовж двох тижнів, показав, що біологія відновлюється за кілька годин. Це підтверджують як дані наших досліджень, [12, 15, 40, 50] так і дані інших науковців [16, 36, 37, 39]. Крім того, це свідчить про те, що система біологічного очищення від сполук Fe(II) та Mn (II) є досить стабільною та надійною [33].

Технологічна схема станції знезалізнєння-деманганації «Preekstoel» наведена на рис.3.

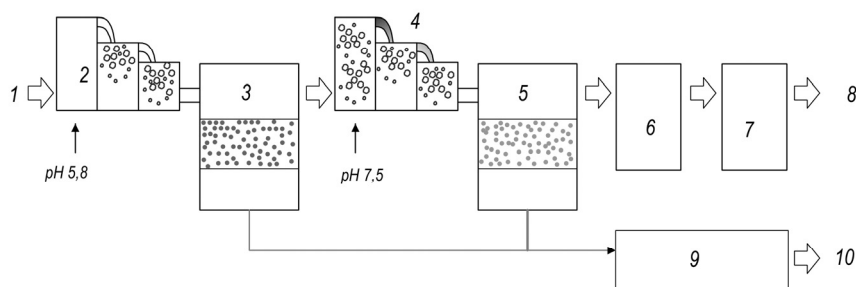


Рис.3. Технологічна схема станції знезалізнення-деманганзації «Preekstoel», Південна Африка [33]: 1 – подача вихідної води; 2, 4 - каскадні водозливи, для коригування концентрації розчинного кисню; 3 – біофільтр для видалення заліза; 5 – біофільтр для видалення мангану; 6 – блок знезараження; 7 – блок стабілізаційної обробки води (розчином вапна); 8 – подача води споживачам; 9 – блок обробки відпрацьованих промивних вод; 10 – відведення мінерального осаду на муніципальні очисні споруди.

У таблиці 1 наведені дані параметрів якості води, на яких базуються деякі закордонні технологічні схеми біологічного очищення.

Таблиця 1. Параметри якості вихідної води на закордонних станціях біологічного знезалізнення

Водоочисні станції	Параметри якості вихідної води				Літературні джерела
	Fe ²⁺ мг/дм ³	Mn ²⁺ мг/дм ³	pH	T, °C	
Salo, Finland	12-23	0.28-0.67	N/A	N/A	Seppanen (1992)
Forest Row, England	10-20	1.2-1.6	6.2-6.5	10	Dynamco
Powdermill, England	10	0.8	6.5	10	Dynamco
Paderborn, Germany	0.1- 16.3	0.26-0.84	6.9-7.7	9.8	Czekalla et al (1985)
Braunschweig – Bienrode, Germany	3.5	0.9	6.5	N/A	Czekalla et al (1985)
Pilot Plant	2.6-3.0	0.01	5.2-5.5	17	Viswanathan & Boettcher (1991)
Saints Hill, England	2.5-4.0	0.5-0.6	6.7-6.8	11	Bourguine et al (1994)
Hitura, Finland	2.46	0.35	N/A	N/A	Seppanen (1992)
Hamburg Gross Handorf, Germany	2.4	0.16	7.34	N/A	Czekalla et al (1985)
Oberhoffen/ Moder, France	1.75-3	0.16-0.47	7.1-7.5	N/A	
Hamburg - Neugraben	1.22	0.13	7.6	N/A	Czekalla et al (1985)
Poncey, France	1.0	0.5	7.2	N/A	Mouchet (1995)
Lome, Togo	0.75- 1.1	≤ 0.03	6.15- 6.5	30-31	Mouchet (1992)
Hamburg - Boursberg	0.69	0.13	7-7.88	N/A	Czekalla et al (1985)
11 Plants	0.24-10.1	0.12-0.76	N/A	N/A	Hatva (1988)
Avignon, France	<1,0	≤5,0	-	10	Marchenco (2000)
Zhukovsky, Zheleznodorozhnyj	4,4-7,6 5,0	0,15-1,0 0,08	7,18 6,6	10	Zhurba M.G., Govorova Zh., Govorov O. (2003-2013)
Preekstoel, SA	2- 10 (30)	0,5 - 5,0	4,5-6,0	N/A	Geoff du Toit, (2014)

Аналізуючи параметри якості води, (Табл.1) можна побачити досить широкий діапазон використання біологічного методу. Насамперед це стосується концентрації сполук Fe (II) та Mn (II), а також температурного режиму, який може змінюватися від 1-2 °С на станції в м. Новий Уренгой [23], до 30 °С на станції в м. Ломе [11]. Також досить широкий діапазон за кислотністю середовища від pH 4,5 на станції «Preekstoel» у Південній Африці до pH 7,8 на станції «Hamburg – Boursberg» в Німеччині. Це свідчить про можливість використання в цьому процесі різних родів залізо- та манганоокиснюючих бактерій, а також про широкі можливості щодо їх адаптації

у навколишньому середовищі. Цінність цього методу полягає і в тому, що біоплівка в біореакторах не потребує тривалого періоду адаптації, оскільки мікроорганізми вже призвичаїлися до місцевих умов, у яких вони розвиваються в природному середовищі. Їм лише потрібне деяке коригування величин pH-Eh середовища в біореакторах до меж їх найбільшої активності [11,12].

В Україні роботи з дослідження та впровадження біологічного методу знезалізнення почалися в 70-х роках ХХ сторіччя на кафедрі водопостачання та бурової справи УІВГ (НУВГП) під керівництвом професора Сафонова М.А. У 1977 році проектно-конструкторський відділ УІВГ (НУВГП) розробив робочі проекти станцій знезалізнення води продуктивністю 2,5; 5,0; 10 та 20 м³/год. За даними проектами в період з 1979 по 1980 роки в селах Решуцьк і Селище були побудовані станції біологічного знезалізнення, продуктивністю 2,5 та 20 м³/год.

Концентрація заліза в підземних водах даних об'єктів складала відповідно 2,0-4,0 мг/дм³ та 4,0-6,0 мг/дм³. Технологічна схема станцій наведена на рис.4.

Пристрій для аерації було призначено для насичення води киснем повітря та підвищення pH-Eh середовища до меж активності залізобактерій.

Біологічний фільтр I-го ступеня було завантажено гранітним щебенем, крупністю фракцій $\delta=10-30$ мм, товщиною шару 1,5 м; фільтр II-го ступеня - кварцовим піском із крупністю фракцій $\delta=0,63-2,0$ мм, товщиною шару 1,0 м. На фільтрі I-го ступеня відбувалося окиснення закисного заліза залізобактеріями, закріпленими у вигляді слизистої біоплівки на поверхні завантаження. Установки було обладнано системою гідроавтоматичної промивки [8,40]. Період «зарядки» фільтра I-го ступеня складав 14 діб. У 1990-1991 роках інститут «Укрводпроект» за даною технологією розробив типові проекти станцій знезалізнення води із вмістом заліза у вихідній воді до 6,0 мг/дм³ та продуктивністю 100, 200, 400 м³/добу.

У 1988-1990 роках на напіввиробничій експериментальній установці, змонтованій у будівлі діючої станції знезалізнення Гоцанського водозабору Рівненського міського водопроводу, автором були проведені натурні дослідження з метою встановлення впливу залізобактерій на процес знезалізнення за технологічною схемою: спрощена аерація – фільтрування. Установка складалася з швидкого гравітаційного фільтру, діаметром 1,0 м та висотою 4,95 м. Як фільтруюче завантаження використовувався крупнозернистий гранітний пісок, розміром фракцій $\delta=1...2$ мм та висотою фільтруючого шару 700 мм. Швидкість фільтрування змінювалася в межах 5-15 м/год. Експериментальна установка працювала

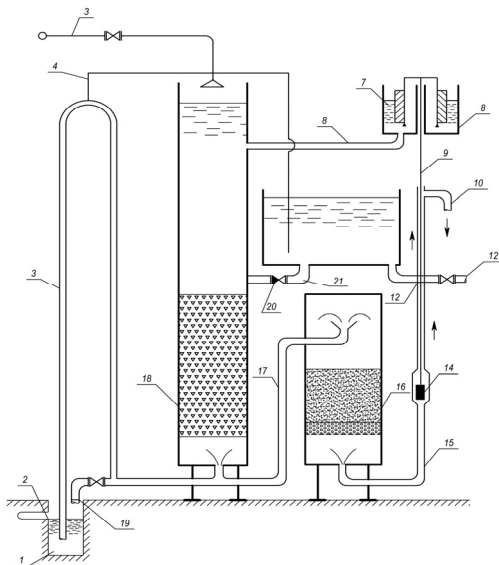


Рис.4. Схема двоступеневої установки біологічного знезалізнення води: 1 – гідрозатор; трубопровід відведення відпрацьованих промивних вод; 3 – сифон; 4 – трубка зливу вакууму; 5 – подача вихідної води; 7 – поплавок; 8- поплавкова камера; 9 – трос; 14 – запірний клапан; 16 – освітлювальний фільтр; 18 – біофільтр; 6, 10, 12, 15, 17, 19 – технологічні трубопроводи.

паралельно з виробничими фільтрами, завантаженими гранітним щебенем $\delta=5\ldots 10$ мм, висотою шару 2,0 м. Параметри якості вихідної води наведені в табл. 2. На експериментальній установці було проведено 56 фільтроциклів у всі пори року [12].

Для інтенсифікації процесу над поверхнею фільтруючого завантаження було розміщено модуль із капронових текстурованих джгутових ниток. Це дозволило збільшити тривалість фільтроциклу до 165 годин, скоротивши тривалість промивки до 15 хвилин. Відсоток співвідношення між об'ємом промивної та профільтрованої води в середньому складав від 1,5 до 2,5 % замість 3,5...4,78 % у виробничих фільтрах [12]. Оптимальна швидкість фільтрування складала від 8 до 10 м/год.

За результатами досліджень було спроектовано та впроваджено ряд установок у системах водопостачання заводу продтоварів м. Золотоноша Черкаської області (1994 рік, продуктивністю 5 м³/год) та с. Карасин Сарненського району Рівненської області (1996 рік, продуктивністю 10 м³/год) [12, 40].

Метою даної роботи є проведення огляду сучасних технологій, які базуються на біохімічному методі очищення підземних вод із визначенням їхніх переваг перед традиційними технологіями, обґрунтування розповсюдження цього методу в сучасному світі; розгляд шляхів інтенсифікації біохімічного методу очищення підземних вод на прикладі проведених експериментальних і теоретичних досліджень.

Об'єкти та методи досліджень

Об'єктами досліджень є аналіз існуючих на сьогодні технологій біологічного знезалізнення та деманганзації підземних вод, параметрів якості води, на яких вони ґрунтуються, досвіду експлуатації цих об'єктів. Об'єктами досліджень в Україні були підземні води, на яких базуються системи водопостачання ряду населених пунктів (табл. 2) за впровадженими за нашими рекомендаціями технологічними схемами.

Таблиця 2. Параметри якості підземних вод

Назва водозабору	Параметри якості води						
	pH	Лужність, мг-екв/дм ³	ПО, мгО/дм ³	Аміак, мг/дм ³	Fe, мг/дм ³	I _L	I _R
м. Березне	7,3	2,0-3,8	до 3,5	0,5	1,6-2,73	-0,44	8,28
сmt Рокитне	6,0	0,9-1,4	до 7,0	1,5-4,0	15-21	-2,4	10,8
с. Балашівка	6,4	1,4-1,6	до 5,0	0,38-1,5	4,8-8,5	-1,67	10,0
с. Старе Село	7,1	4,5-5,0	5,8-7,0	1,5-3,0	2,5-3,4	-0,29	7,67
м.Корець	6,8	6,7-7,7	1,5-3,96	до 0,5	0,95-2,4	-0,3	7,41

Результати та їх обговорення

За результатами проведеного огляду сучасних технологій біологічного знезалізнення та деманганзації можна зробити такі висновки: залізобактерії є дуже поширеною формою мікроорганізмів у підземних водах, які залягають від Крайньої Півночі до Африканського континенту [11,23,25,33]. Використання їх у технологіях водоочищення не викликає великих капітальних та експлуатаційних витрат, оскільки вони вже адаптовані до відповідного навколишнього середовища.

Дослідами, проведеними Mouchet, визначено оптимальні параметри pH-Eh середовища необхідні для їх розвитку та межі їх конкурування із традиційними схемами окиснення Fe(II) киснем повітря (рис. 5).

Окреслені межі pH-Eh середовища характеризують залізобактерії як градієнтні мікроорганізми, які розвиваються ні в строго відновному середовищі, ні у виключно окисному середовищі [11,12,41,42]. Розвиток консорціумів залізобактерій у біоплівках на поверхні контактної матеріалу біореакторів було підтверджено результатами мікроскопічних досліджень [9,11,12,13,21,24]. Кількість і різноманітність фізіологічних груп мікроорганізмів залежить від фізико-хімічних параметрів якості підземних вод [21-24]. Як правило, в умовах

низької концентрації розчинних органічних сполук, присутності диоксиду вуглецю та постійному притоку Fe^{2+} переважає масовий розвиток автотрофних залізобактерій *Gallionella* spp..

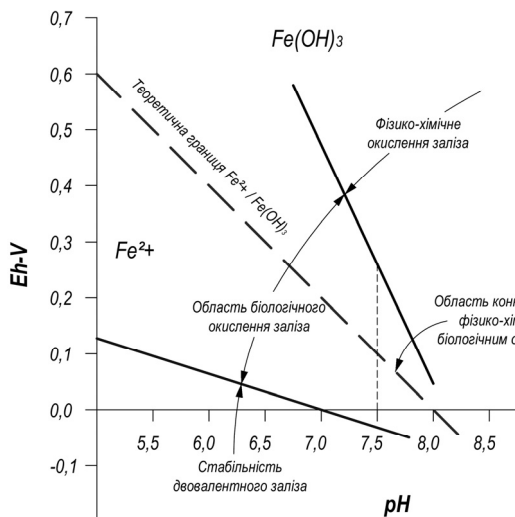


Рис.5. Поля активності залізобактерій (за Mouchet, 1992).

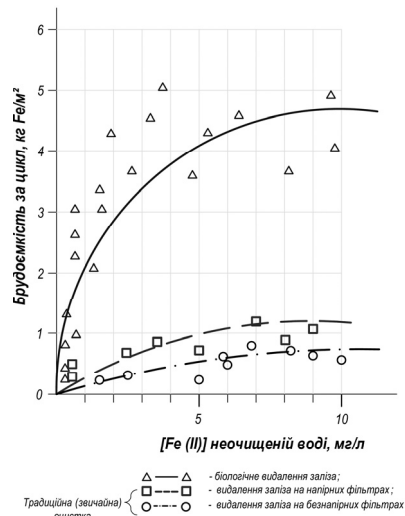


Рис.6. Порівняння брудомісткості біологічного та фізико-хімічних методів знезалізнення (за Mouchet, 1992).

При наявності розчинних органічних речовин, залежно від їх концентрації, можлива присутність гетеротрофних залізо- та манганокиснюючих бактерій морфотипу *Siderocapsa* – *Arthobacter*; із нитчастих форм *Leptothrix* та *Crenothrix*, а також у меншій кількості – автотрофів *Gallionella* fr.. Також можуть бути такі мікроорганізми, як *Sphaerotilus*, *Metallgenium*, *Hyphomicrobium*, які можуть окиснювати як залізо, так і манган. Так, за показниками [17], загальна кількість мікроорганізмів в обростаннях піщаного завантаження фільтрів складала $8,4 \cdot 10^5$ кл/г сирого піску, при кількості життєдіяльних залізобактерій $4,6 \cdot 10^5$ кл/г. У роботі [23] наводиться кількість бактерій роду *Gallionella* spp. у холодних водах артезіанських свердловин (до 10^3 кл/мл), тоді як кількість цього ж роду бактерій у завантаженні фільтрів збільшується до 10^6 – 10^7 кл/мл. У всіх випадках охристий осад і завис, складали виключно бактеріальні структури – вкриті оксидами заліза чохлами *Leptothrix* та стебельками *Gallionella*. Накопичення металів клітинами залізобактерій має декілька фаз. По-перше, деякі з них продукують зовнішньоклітинні органічні матриці, які зв'язують Fe(II), роблячи його менш доступним для хімічного окиснення киснем повітря [Neubauer, et al., 2002]. У свою чергу йони Fe(II) сорбуються компонентами клітинної стінки, серед яких найбільш активними є сорбенти – хітін та хітозан, а також від'ємно заряджені групи (PO_4^{3-} ; COO^- ; OH^-) [17]. Мікробні полімери представлені кислими полісахаридами з карбоксильними функціональними групами, які знаходяться в щільному просторовому зв'язку із гідрооксидом заліза. Органічні волокна накопичують FeOOH і контролюють їх рекристалізацію [43]. Результати досліджень [44] показали, що карбоксильні групи кислих полісахаридів, які продукуються різними мікроорганізмами, для створення широкого спектру залізооксидаційних біомінеральних структур. Полімерні джгути та плівки, як було наведено в лабораторних дослідженнях [46,49], утворюючи ядро та орієнтуючи кристали FeOOH, сприяють синтезу кристалізуючих мінералів нанометрового розміру [44]. У результаті зовнішньоклітинної діяльності полісахаридів з йонами Fe(II) утворюються нанокристали α – FeOOH (табл. 3).

Таким чином, структура оксидів на чохлах залізобактерій суттєво відрізняється від аморфного пухкого осаду гідрооксиду заліза, який утворюється при звичайному окисненні заліза киснем повітря або іншими хімічними реагентами. Різниця не тільки в об'ємі, який він займає

завдяки великій кількості захоплених молекул води і відповідно швидкому приросту втрат напору і, як наслідок, невеликих термінів фільтроциклу, а й і в структурі, питомій поверхні, адсорбційних властивостях і заряді поверхні (табл.3).

Таблиця 3. Редокс-потенціал деяких окисно-відновних пар, які отримуються в результаті мікробіологічного відновлення оксидів заліза при pH 7,0 та t 25 °C (Thamdrup 2000)

окисно-відновні пари	E ₀ (мВ)
$Fe_3HO_8 \cdot 4H_2O$ (феррогідрит)/Fe ²⁺	+2
$\gamma - FeOOH$ (лепідокрокит)/Fe ²⁺	-88
$\alpha - FeOOH$ (гетит)/Fe ²⁺	-274
$\alpha - Fe_2O_3$ (гематит)/Fe ²⁺	-287
Fe_3O_4 (магнетит)/Fe ²⁺	-314

У всіх випадках осад, отриманий завдяки залізобактеріям, містить мінімум гідроксиду заліза $Fe(OH)_3$ і в основному складається із лепідокрокиту $\gamma - FeOOH$, іноді з гетиту $\alpha - FeOOH$. Ці кристалічні форми більш компактні, ніж аморфний осад із гідроксиду заліза $Fe(OH)_3$ та ферригідриту ($5Fe_2O_3 \cdot 9H_2O$). Це пояснює те, чому шлам, який формується навколо бактеріальних клітин, чохлів, є більш щільним, менш кальматує міжпоровий простір, легше піддається промивці (рис.6). Внаслідок чого тривалість фільтроциклів і швидкість фільтрування збільшуються, на відміну від традиційних безреагентних методів. Так, тривалість фільтроциклу на напіввиробничій установці, змонтованій на станції знезалізнання с. Горбаків Рівненського водоканалу, досягала 165 годин, при швидкості фільтрування 8-10 м/год.; біореактора в м. Березне Рівненської області - декілька місяців, при швидкості фільтрування 20-25 м/год, станції знезалізнання в смт Рокитне 72 години при швидкості фільтрування до 6 м/год [12,40]. Наші дослідження знайшли підтвердження в роботах [9,10,11,37,39], в яких акцентується увага на великій швидкості фільтрування на біореакторах, впроваджених фірмою «Дегремон» на станціях знезалізнання у містах Ломе – 22 м/год; Poncey - 16,7 м/год, Oberhoffen - до 30 м/год; у Великій Британії на станціях East Ruston - до 30 м/год; Saints Hill - 26 м/год; Pettistree - 16 м/год, Powdermill - 6 м/год. Величина швидкості фільтрування залежить від показників якості води. При концентраціях заліза більше ніж 10 мг/дм³ та присутності органічних комплексів швидкість знижується до 6 м/год (сmt Рокитне та Powdermill).

Крім біологічного видалення заліза та мангану, на біореакторах спостерігається біологічне видалення NH₃ (Mouchet, 1992, Tamura та ін., 1999, Stembal та ін., 2005; Квартенко 2010), та легкоокисних органічних речовин (Квартенко 2010). Крім цього, можливе одночасне біологічне видалення NH₄⁺ та Mn²⁺ (Stembal, 2005; Tekerlek Poulou та Vayenas, 2007), але ідентифікувати мікроорганізми, які беруть участь у цьому процесі поки що не вдається.

В період з 2002 по 2006 роки в системі водопостачання м. Березне вперше в Україні та на теренах СНД, за рекомендаціями (Журби М.Г., Квартенко О.М.), була запроєктована та введена в експлуатацію станція біологічного знезалізнання, продуктивністю до 2000 м³/добу, з біореактором, який знаходиться на відкритому повітрі за межами фільтрувального залу, що дало змогу значно скоротити капітальні витрати при її будівництві.

До складу станції входили: колонна біореактора, діаметром 2,60 м та висотою 7,5м, три відкритих пінополістирольних фільтри розмірами 2,0х2,0х4,3 м, блок знезараження води. У 2012 році, автором були розроблені рекомендації, щодо модернізації блоку аерації біореактора [51], системи промивки фільтрів та впровадження блоку стабілізаційної обробки води (рис.7).

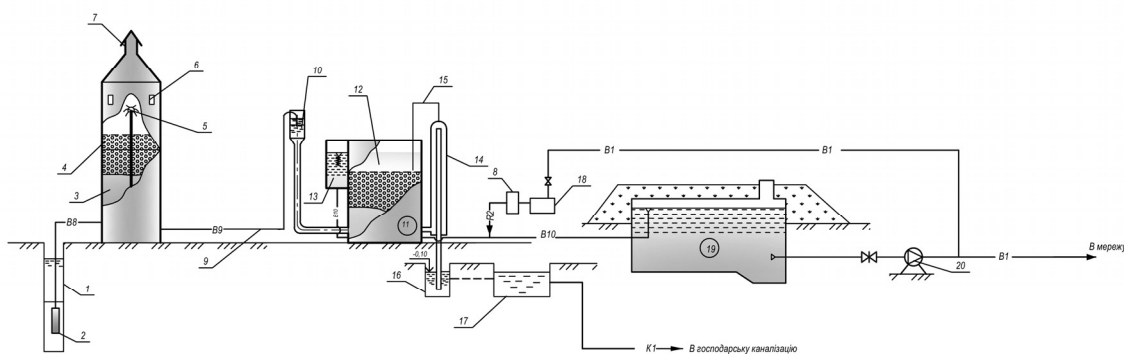


Рис. 7. Технологічна схема очищення підземних вод: 1- свердловина; 2- занурений електронасос; 3- біореактор; 4- контактне завантаження; 5- ГДК; 6-7 - вентиляційні вікна та короб; 8, 18 - блок дозування гіпохлориту натрію; 9- трубопровід подачі води; 10- повітровідділювач; 11- освітлювальний пінополістирольний фільтр; 12- промивний бак; 13- карман збору та відведення фільтрату; 14- гідроробот; 15- трубка зливу вакууму; 16- гідрозатвор; 17- канал для збору та відведення відпрацьованих промивних вод; 19- РЧВ; 20- НС –ПІ.

Біореактор у верхній частині оснащений витяжним коробом, а також системою прямокутних отворів для підсмоктування повітря всередину конструкції. Вихідна вода, яка містить стійкі форми залізоорганічних сполук, подається до сопла гідродинамічного кавітатора, у зону створення вакууму підсмоктується з атмосфери повітря. Насичена киснем повітряна водяна суміш надходить до гідродинамічного кавітатора, де відбувається зміна структури (механотермоліз) води з утворенням вільних радикалів, що обумовлює її підвищену активність і реагентну здатність [51]. Біореактор завантажено крупногранульним пінополістиролом (6...12 мм) з товщиною шару 0,8 м. Завантаження знаходиться в напівзатопленому стані. Швидкість фільтрування через завантаження складає 15 - 20 м/год. Після першого ступеня очищення вода надходить на три паралельно працюючі фільтри з плаваючим пінополістирольним завантаженням крупністю фракцій $\delta=0,63-2$ мм. Перед кожним фільтром на підвідному трубопроводі передбачено повітровідділювач. У шарі завантаження при висхідному напрямку фільтрування відбувається доочистка води від залишків пластівців гідроксиду заліза та часток біоплівки, що виносяться з біореактора. Швидкість фільтрування при нормальному режимі фільтрування складає 6,5 м/год, при форсованому режимі (при промивці) - 10 м/год. Тривалість та інтенсивність промивки фільтрів складає відповідно – 4 хвилини та $15 \text{ дм}^3/\text{с} \cdot \text{м}^2$. Відмінність цього способу від технології [16] полягає в наступному:

- деструкції підлягають не тільки легкоокиснювальні органічні сполуки та сполуки гідрокарбонату заліза, а й складні органічні сполуки (гумінові та фульвокислоти), залізоорганічні комплекси, аміак;

- деструкція проходить у два етапи:

- перший – руйнування складних органічних сполук шляхом їх окиснення до менш складних структур під дією гідродинамічної кавітації;

- другий - окиснення отриманих органічних структур та Fe^{2+} відбувається в біологічно активному середовищі, що утворюється завдяки розвитку специфічних мікроорганізмів у певному комфортному полі значень рН-Еh;

- при гідродинамічній кавітації в присутності кисню повітря відбувається зміна структури води з утворенням вільних водневих зв'язків, що обумовлює її підвищену активність і реагентну здатність, а саме: присутності у воді перекису водню та цілої групи радикалів (OH^\cdot ; HO_2^\cdot ; H_2O^\cdot ; O^* і накопичення молекулярного кисню);

- присутність у технологічній схемі вузла стабілізаційної обробки води.

Запропонований спосіб має наступні переваги перед традиційними методами знезалізнення природних вод:

- відсутність енергоспоживаючих пристроїв для насичення води киснем повітря (компресори, повітрорудки);
- використання існуючого обладнання для створення ефекту гідродинамічної кавітації в присутності хімічно активного кисню повітря;
- відсутність додаткових хімічних реагентів для проведення процесів окиснення та мінералізації стійких форм органічних і залізоорганічних сполук;
- використання синергетичного ефекту від поєднання комбінаторики біофізико хімічних процесів, а саме: гідродинамічної кавітації в присутності хімічно активного кисню повітря, приточно – витяжної вентиляції, біологічних процесів окиснення, мінералізації а також процесу біокоагуляції завдяки отриманого природним шляхом коагулянту $\text{Fe}(\text{OH})_3$ та біомінеральних кристалічних структур із високою питомою сорбційною поверхнею;
- використання гідроавтоматичної регенерації обладнання.

Висновки

Таким чином технології які базуються на біологічному методі знезалізнення відрізняються від традиційних технологій, на основі хімічного окиснення киснем повітря, за наступними параметрами: необхідністю терміну дозрівання біоплівки, корегуванням величин рН-Eh середовища, концентрації розчиненого кисню, використанням більш крупних фракцій завантаження біореакторів.

Встановлено, що структура оксидів на чохлах залізобактерій суттєво відрізняється від аморфного пухкого осаду гідрооксиду заліза, який утворюється при звичайному окисненні заліза киснем повітря або іншими хімічними реагентами. Доведено, що використання технологій знезалізнення на базі біохімічного методу значно збільшує тривалість фільтроциклів, зменшуючи об'єми промивних вод, дає можливість зменшення експлуатаційних витрат на 50-80 %.

ИСПОЛЬЗОВАНИЯ БИОХИМИЧЕСКОГО МЕТОДА В СОВРЕМЕННЫХ ТЕХНОЛОГИЯХ ВОДООЧИСТКИ ПОДЗЕМНЫХ ВОД (ОБЗОР)

А.Н. Квартенко

Национальный университет водного хозяйства и природопользования, г. Ровно

e-mail: as-755@rambler.ru

Целью данной работы является проведение обзора современных технологий, базирующихся на биохимическом методе очистки подземных вод, а так же определение его преимуществ над традиционными технологиями. Показана перспективность использования данного метода в современном мире. Рассмотрены пути интенсификации биохимического метода очистки подземных вод.

Отмечено, что в современных условиях актуальной задачей интенсификации работы существующих или вновь проектируемых станций обезжелезивания, является перевод их из экстенсивных технологий к технологиям, которые обеспечивают высокую скорость окисления соединений железа, ведут к уменьшению объемов промывных вод, увеличению продолжительности фильтроцикла, улучшению условий эксплуатации, уменьшению капитальных и эксплуатационных расходов. Опираясь на результаты обзора опыта использования данного метода, в современном мире, установлено, что он является одним из возможных направлений интенсификации работы станций обезжелезивания. Приведены некоторые технологические схемы, их основные технологические параметры.

Приведены оптимальные границы развития железобактерий, структуры их капсул. На основании обзора исследований показана разница между структурой и физико-химическими свойствами осадков, образующихся в результате использования традиционных физико-

химических методов, и биологического метода обезжелезивания. Приведенные технологии, разработанные автором. Показано их отличие от существующих технологий. Приведены основные различия между биологическими и традиционными физико-химическими методами обезжелезивания.

Ключевые слова: биологический метод обезжелезивания, железобактерии, биоминералы.

USING BIOCHEMICAL METHODS IN MODERN TREATMENT TECHNOLOGIES OF UNDERGROUND WATER

A.N.Kvartenko

National University of Water Industry and Nature Management, Rivne

e-mail: as-755@rambler.ru

The purpose of this paper is to review the latest technologies based on biochemical method of purification of groundwater, as well as the definition of its advantages over traditional technologies. The prospects of using this method in the modern world and the ways of intensification of the biochemical method of purification of groundwater are considered.

It is noted that in the present conditions an important task of intensification of existing or newly designed iron removal stations, is to transfer them from the extensive technologies to technologies that provide a high rate of oxidation of iron compounds, lead to a decrease in the volume of wash water, an increase in the duration of the filtration cycle, improve operating conditions, a decrease in capital and operating costs. Based on the results of the experience review as for using this method in the modern world, it is recognized that it is one of the possible directions of intensification at iron removal stations.

Technological schemes and parameters are also given. The optimal conditions of iron bacteria life cycle, structure of their capsule are represented. Based on a review of research the difference between the structure and physicochemical properties of sewage sludge, resulting from the use of traditional physical and chemical methods, and biological iron removal method is shown. These technologies, developed by the author. It is shown how they differ from existing technologies. The main differences between the biological and conventional physical and chemical methods of iron removal are discussed.

Keywords: biological method of iron removal, iron bacteria, biominerals.

Список літератури

1. Николадзе Г.И. Обезжелезивание природных и оборотных вод / Николадзе Г.И. — М.: Стройиздат, 1978. — 160 с.
2. Золотова Е.Ф. Очистка воды от железа, марганца, фтора и сероводорода. / Е.Ф.Золотова, Г.Ю. Асс. — М.: Стройиздат. — 1975. — 176 с.
3. Орлов В.О. Водоочисні фільтри із зернистою засипкою: [Монографія] / Валерій Олегович Орлов. — Рівне: Видавничий центр НУВГП, 2005, — 163 с.
4. Знезалізнєння підземних вод для питних цілей: [Монографія під загальною редакцією В.О. Орлова] / В.О. Орлов, О.М. Квартенко, С.Ю. Мартинов, Ю.І. Гордієнко. — Рівне: Видавничий центр УДУВГП, 2004. — 153 с.
5. Орлов В.О. Знезалізнєння підземних вод спрощеною аерацією та фільтруванням. [Монографія] / Валерій Олегович Орлов. — Рівне: Видавничий центр НУВГП, 2008. — 158 с.
6. Технические записки по проблемам воды: Пер. с англ. В 2-х т. Т.1/ [Барак К., Бебен Ж., Бернар Ж. и др.]. Под ред. Т.А.Карюхиной, И.Н.Чурбановой. — М.: Стройиздат. — 1983. — 607 с.
7. Kittner H. Die Bemessung von Enteisung filter. / H. Kittner // Wasserwirtschaft — Wassertechnik. 1968. — №8.

8. Сафонов Н. А. Самопромывающаяся установка для биологического обезжелезивания подземных вод / Н.А.Сафонов, Г.В.Русак // Подготовка воды для хозяйственно-питьевых целей, ЛИСИ. — 1984. — С.162—167.
9. Czekalla, C., Quantitative Removal of Iron and Manganese by Microorganisms in Rapid Sand Filters (In Situ Investigations) / C. Czekalla, W. Mevius, H. Hanert // Water Supply. — 1985. — vol. 3. — Berlin "B". — Pp. 111—123.
10. Seppänen H. Experiences of Biological iron and manganese removal in Finland. / H.Seppänen // Proc. IWEM ann. Sym. — 1991. — № 15(1). — P. 9—11.
11. Mouchet, P. From Conventional to Biological Removal of Iron and Manganese in France/ P. Mouchet. // Journal of the American Water Works Association. — 1992 – vol. 84. — № 4. — P. 158—167.
12. Квартенко А. Н. Использование закрепленной микрофлоры для очистки подземных вод с высокой концентрацией железа : дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук : спец. 05.23.04 / А.Н. Квартенко. — Ровно, — 1997. — 180 с.
13. Tamura T. Iron and manganese removal by iron bacteria in groundwater/ T. Tamura, T. Tsunai, Y. Ishimaru, A.Nakata // Suido Kyokai Zasshi (J. Japan Water Works Assoc.). — 1999. — № 68. — P.1—13.
14. Mencha M. N. Ferrobacteria in water supply systems with underground water sources. / M.N. Mencha // Vodosnabzhenie i Sanitarnaia Tekhnika. — 2006. — № 7. — P. 25—32.
15. Zhurba M.G. Biochemical deironing and demanganation of underground water / M.G.Zhurba, Zh.M. Govorova., A.N.Kvartenko, O. B. Govorov // Vodosnabzhenie i Sanitarnaia Tekhnika. — 2006. — no. 9. — Part 2. — Pp. 17—23.
16. Говоров О.Б. Безреагентное кондиционирование железосодержащих подземных вод на биореакторах – фильтрах: дис. кандидата техн. наук: 05.23.04 спец. «Водоснабжение, канализация, строительные системы охраны водных ресурсов» О. Б. Говоров– Вологда, Вологодский государственный технический университет. — 2007. — 179 с.
17. Букреева В.Ю. Сорбция коллоидных соединений оксидов железа и марганца с помощью железобактерий на песчаных загрузках очистных сооружений водоподъемных станций. / В.Ю. Букреева, М.Ю., Грабович, А.Т. Епринцев, Г.А.Дубинина // Сорбционные и хроматографические процессы. — 2009. — Т. 9. Вып. 4. С. 506—514.
18. Очищення природної води на пінополістирольних фільтрах: [Монографія під загальною редакцією В.О.Орлова] / В.О.Орлов, С.Ю.Мартинов, А.М.Орлова та ін..]. — Рівне: Видавничий центр НУВГП, — 2012. — 171с.
19. Мартинов С. Ю. Знезалізнєння води на пінополістирольних фільтрах із зростаючим шаром завислого осаду: Дис. канд. техн. наук: 05.23.04 / Рівненський держ. технічний ун-т. — Рівне, 2001. — 153 арк. С. Ю. Мартинов — Рівне, — 2001. — 153с.
20. Мартинов С. Ю. Розвиток науково-технологічних засад знезалізнєння підземних вод для питних потреб / С. Ю. Мартинов, В. О. Орлов // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. Науково-технічний збірник. — 2014. — К. : КНУБА. — Випуск 24. — С. 180—188.
21. Дубинина Г.А. Биология железобактерий и их роль в образовании железо-марганцевых руд : автореф. на присвоение науч. степени докт. биологических наук: спец. 03.02.03 / Г.А. Дубинина. — Москва. — 1977. — 64с.
22. Сорокина А. Ю. Новые нейтрофильные литотрофные железобактерии и их участие в окислении железа в водных экосистемах: автореф. дис. кандидата биологических наук: спец. 03.02.03 / А. Ю. Сорокина. [ИНМИ РАН]. — Москва, 2012. — 26 с.
23. Askerniia A. A. Microbiological aspects of natural underground water deironing and demanganation/ A. A. Askerniia, A. Iu.Sorokina, G.A.Dubinina// Vodosnabzhenie i Sanitarnaia Tekhnika. — 2014. — №12. — P. 14—21.
- 24.Заварзин Г.А. Литотрофные микроорганизмы / Г.А. Заварзин // Москва. Наука. —1972. — 330 с.

25. Tanimoto, K. Suido Kyokai Zasshi / K. Tanimoto // J. Japan Water Works Assoc. – 1952. — № 213. — P.19—21.
26. Fujikawa Y. Biological filtration using iron bacteria for simultaneous removal of arsenic, iron, manganese and ammonia: Application to waterworks facilities in Japan and developing countries // Y. Fujikawa, M. Sugahara, T. Hamasaki, D. Yoneda, A. Minami, Y. Sugimoto, H. Iwasaki // J. Human Environ. Studies. — 2010. — № 9. — p. 261—276
27. Hasselbarth, U. Removal of iron and Manganese from Groundwater by Microorganisms/ U. Hasselbarth, D. Ludemann// Water Trmt. @ Exam. — 1973. — № 22. — P.1—62.
28. Hasselbarth, U. Die Biologische Enteisung und Entmanganung/ U. Hasselbarth, D. Ludemann// Vom Wasser — 1971— № 38. — P. 233.
29. Hettler J.P. Une Station de Defferrisation Biologique / J.P Hettler// TSN. — L Eau. — 1982. — 481 p.
30. Williams P. Biological iron and manganese removal as a viable alternative for groundwater treatment/ P. Williams// Environmental Science & Engineering, www.esemag.com. — 2002.
31. Vandenabeele J. Influence of nitrate on manganese removing microbial consortia from sand filters / J.Vandenabeele, de Beer D., R. Germonpré, R. Van de Sande, W. Verstraete // Water Res. — 1995. — № 29. — P.579—587.
32. Zhurba M.G. Studies and experience of introducing innovative technologies of ground water conditioning / M.G.Zhurba, O.B. Govorov Zh.M. Govorova., A.N.Kvartenko, // Vodosnabzhenie i Sanitarnaia Tekhnika. — 2014. — no. 9. — Pp. 38—49.
33. Du Toit G. Biological filtration for sustainable treatment of groundwater with high iron content — a case study // G. du Toit, H. Blignaut, B. Theunissen, J. Briggs// Water SA. — 2014.
34. Cameron I. New frontier — biological iron and manganese removal from drinking water / I. Cameron, F. Bourguine // International Congress on Local Government Engineering and Public Works: Incorporating the 10th National Local Government Engineering Conference, Sydney, Australia, 22-26 August 1999 — 110 p.
35. Hatva, T. Treatment of Groundwater with Slow Sand Filtration / T. Hatva// Water Science and Technology. — 1988. — vol. 20. — no. 3. — P. 141—147.
36. Seppanen, H.T. Experiences of Biological Iron and Manganese Removal in Finland/ H.T. Seppanen// Institution of Water and Environmental Management Journal. — 1992 — vol. 6. — no. 3. — P. 333—341.
37. Bourguine, F. Biological Processes at Saints Hill Water-Treatment Plant, Kent / F. Bourguine, M. Gennery, J.I. Chapman, H. Kerai, J.G.Green, R.J. Rap, S. Ellis, C. Gaumard // J. IWEM. — 1994, 8 August. — P. 379—392.
38. Viswanathan, M. Biological Removal of Iron from Groundwater/ M.Viswanathan, B. Boettcher // J. Wat. Sci Tech. — 1991. — vol. 23. — Kyoto. — P. 1437—1446.
39. Mouchet P. Biological Filtration for Iron and Manganese Removal: Some Case Studies // WQTC 95 (AWWA) New Orleans LA Nov. — 1995. — p. 12—16.
40. Самопромывающиеся водоочистные установки (технология, конструкции и расчет): [Монография под общей редакцией Н.А. Сафонова/ Н.А.Сафонов, А.Н. Квартенко, А.Н.Сафонов] — Ровно, Издательство РДГУ, — 2000. —156 с.
41. Sharma, S.K. Biological iron removal from groundwater / S.K. Sharma, B. Petrusevski, J.C. Schippers // Water Supply. — 2005. — no. 54(4): p. 239—247.
42. Sogaard, G.E. Conditions and rates of biotic and abiotic iron precipitation in selected Danish freshwater plants and microscopic analysis of precipitate morphology / G.E. Sogaard, R. Medenwaldt, J.V. Abraham-Peskir // Water Research. — 2000. — no. 34(10). — p. 2675—2682.
43. Kennedy C. B., Hydrothermal phase stabilization of 2-line ferrihydrite by bacteria/ C.B Kennedy, S.D. Scott, F.G Ferris // Chem. Geol. — 2004. — 212, 269—277.
44. Chana Clara S. Iron oxyhydroxide mineralization on microbial extracellular polysaccharides / Clara S. Chana, Sirine C. Fakra, David C. Edwards, David Emerson, Jillian F. Banfield // Geochimica et Cosmochimica Acta 73. — 2009. — p. 3807—3818.

45. Хомутецька Т.П. Знезалізнення підземних вод біологічним методом на установках з волокнисто-пінополістирольними фільтрами /Т.М. Хомутецька // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. Науково-технічний збірник. Київ: КНУБА. — 2010. — Випуск 14. с.22—33.
46. Nesterova M. Model biomimetic studies of templated growth and assembly of nanocrystalline FeOOH // M. Nesterova, J. Moreau, J.F. Banfield // *Geochim. Cosmochim.* — 2003. — Acta 67. — p. 1177—1187.
47. Coe E.M. An investigation into the size of an iron dextran complex/ E.M. Coe, R.D. Bereman, W.T. Monte// *J. Inorg. Biochem.* — 1995. — no. 60. — P. 149—153.
48. Thamdrup B. Magnetic studies of iron (III) nanoparticles in alginate polymer for drug delivery applications/ B. Thamdrup // *Advances in microbial ecology.* Kluwer Academic IP lenum Publishers, New York, — 2000. — P. 41—84.
49. Tarasevich B. J. Nucleation and growth of oriented ceramic films onto organic interfaces /B.J. Tarasevich, P.C. Rieke, J. Liu // *Chem. Mat.* — 1996. — no. 8. — P. 292—300.
50. Квартенко А.Н. Многопроцессная технология кондиционирования подземных вод содержащих комплексорганические и азот аммонийные соединения /А.Н.Квартенко// Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. Науково-технічний збірник. Київ: КНУБА. — 2010. — Випуск 14. — С.42—55.
51. Пат. України № 107844, МКП (51). Спосіб очистки підземних вод від стійких форм органічних та залізоорганічних сполук/ Квартенко О.М.; заявник та власник патенту Квартенко О.М. — № заявки: а2013 02538; опубл. 25.02.15, Бюл. № 4.